

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARINA PAIOTTI DO CANTO

**UMA AVALIAÇÃO RÁPIDA DO EFEITO DE DERRAMAMENTO DE DERIVADOS
DE PETRÓLEO NA ICTIOFAUNA DE PLANÍCIE DE MARÉ DO COMPLEXO
ESTUARINO DE PARANAGUÁ**

PONTAL DO PARANÁ
2016

MARINA PAIOTTI DO CANTO

**UMA AVALIAÇÃO RÁPIDA DO EFEITO DE DERRAMAMENTO DE DERIVADOS
DE PETRÓLEO NA ICTIOFAUNA DE PLANÍCIE DE MARÉ DO COMPLEXO
ESTUARINO DE PARANAGUÁ**

Monografia apresentada como requisito parcial à
conclusão do curso de Oceanografia, Centro de
Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra,
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach

PONTAL DO PARANÁ
2016

TERMO DE APROVAÇÃO

Marina Paiotti do Canto

"Uma avaliação rápida do efeito de derramamento de petróleo na ictiofauna de planície de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá."

Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Prof. Dr. Alexandre Sachsida Garcia - CEM/UFPR



Prof. Dr. Fabiano Bendhack - CEM/UFPR



MSc. Marcelo Soeth - CEM/UFPR



Prof. D . Henry Louis Spach
Presidente

Pontal do Paraná, 29 de novembro de 2016

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho àqueles que sonharam o meu sonho. Pai e mãe, obrigada por tudo!

AGRADECIMENTO

A Deus pelo dom da vida e da oportunidade de fazer diferença no mundo.

Ao meu Orientador Henry, que mesmo com as confusões do último ano deu-me a chance de chegar ao fim. Não tenho palavras para agradecer.

Aos meu pais, Mario e Valéria (*in memoriam*), que tanto se dedicaram a minha formação. Serei eternamente grata pelo esforço de vocês e certamente lutarei para retribuir.

Ao meu irmão Mario Celso, que me acompanhou por esses anos de graduação, dividindo casa, problemas e saudade. Foi bom ter você comigo, maninho!

À toda minha família de São José dos Campos, Curitiba e Porto Alegre. Esse resultado também é de vocês.

À minha família de Pontal de Sul, que me adotou e tanto contribuiu para que chegasse ao fim. Obrigada por me tornarem parte do lugar que amo.

Às minhas fiéis amigas, que de longe e de perto, mudam meu jeito de ver o mundo: Bruna, Nathalia, Kaline, Tábata, Kamila e Maysa. Em especial à Julia, que além de amiga/irmã, foi essencial para minha formação acadêmica e tanto contribuiu para que tivéssemos um alto desempenho.

Aos amigos do GRR2012, CEM e Pontal do Sul, que tornaram essa fase da vida leve e inesquecível.

A todos os funcionários e professores do CEM, que se dedicam e sempre foram dispostos a me ajudar.

A todos da travessia Pontal do Sul-Ilha do Mel, pela paciência e ensinamentos do “primeiro emprego” durante o último ano da graduação.

*“Dias inteiros de calma, noites de
ardentia, dedos no leme e olhos no
horizonte, descobri a alegria de
transformar distâncias em tempo. Um
tempo em que aprendi a entender as
coisas do mar, a conversar com as
grandes ondas e não discutir com o mau
tempo. A transformar o medo em
respeito, o respeito em confiança.
Descobri como é bom chegar quando se
tem paciência. E para se chegar onde
quer que seja, aprendi que não é
preciso dominar a força, mas a razão.
É preciso antes de mais nada, querer.”*

Cem dias entre céu e mar - Amyr Klink

Resumo

Através da análise de bioindicadores ao nível de comunidade, este trabalho avaliou o efeito de um derramamento de óleo sobre a ictiofauna de planície de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá. Foi realizada uma única coleta de peixes e de parâmetros físico-químicos, em duas planícies da Baía de Laranjeiras (área controle) e duas da Baía de Paranaguá (área com óleo). Os valores de salinidade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido na água não foram significativamente diferentes entre os pontos de coleta. Entre as áreas controle e com óleo, nenhuma diferença significativa foi observada no número de peixes, número de espécies e no índice de riqueza de Margalef. A diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram significativamente diferentes entre uma planície controle e uma planície da área com óleo, o mesmo não sendo observado entre as demais planícies. O escalonamento multidimensional indicou a existência de diferenças na comunidade de peixes entre as áreas controle e com óleo, o que foi corroborado pela análise de similaridade, enquanto que o índice de dispersão multivariada não apontou para diferenças consideráveis na composição da ictiofauna destas duas áreas. As curvas ABC e de abundância de espécies ranqueadas e a estatística W para a ictiofauna dos quatro pontos de coleta, indicou a presença de distúrbio moderado na ictiofauna de uma planície da área controle e elevado nas duas planícies da área com óleo. Os resultados indicam alterações nos padrões normais da ictiofauna em planícies de maré com óleo. A desestruturação das assembléias de peixes nesses locais atingiu uma configuração de áreas fortemente poluídas.

Palavras-chave: bioindicadores a nível de comunidade, peixes, estuário, Brasil

Abstract

Through the analysis of biological indicators at the community level, this study evaluated the effect of an outpouring of oil on fish populations of tidal flats from the Estuarine Complex of Paranaguá. A unique collection of fish and physico-chemical parameters was performed in two tidal flats of the Laranjeiras Bay (control area) and two tidal flats of Paranaguá Bay (area with oil). Salinity, pH, temperature and dissolved oxygen in the water were not significantly different between the collection points. Among the areas control and with oil, no significant difference was observed in the number of fish, number of species and Margalef richness index. The diversity Shannon-Wiener index and evenness Pielou index were significantly different between one tidal flat from the control and one from the area with oil, the same not being observed among the other tidal flats. The multidimensional scaling indicated the existence of differences in the fish communities of the areas control and with oil, which was corroborated by the similarity analysis, while the multivariate dispersion index did not point to considerable differences in the composition of the fish fauna of these two areas. The ABC curves and ranked species abundance curve and W statistic for the fish fauna of the four collection points, they indicated the presence of moderate disturbance in fish fauna of one tidal flat from the control area and high disturbance in tidal flats of the area with oil. The results indicate changes in normal patterns in fish fauna of tidal flats with oil, reaching in these locations a configuration expected for heavily polluted areas.

Keywords: bioindicators at the level of community, fish, estuary, Brazil

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 - MAPA DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, MOSTRANDO AS BAÍAS DE ANTONINA, PARANAGUÁ, GUARAQUEÇABA, PINHEIROS E DAS LARANJEIRAS (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).....	14
FIGURA 2 - DIAGRAMA AMOSTRAL UTILIZADO NA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE ÓLEO NA ICTIOFAUNA.....	15
FIGURA 3 - FREQUÊNCIA RELATIVA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL NAS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO.	22
FIGURA 4 - FREQUÊNCIA RELATIVA DOS ESTÁDIOS DE MATURAÇÃO GONADAL NAS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO.	23
FIGURA 5 - VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PEIXES E DO NÚMERO DE TAXA POR PONTO DE COLETA (\square MÉDIA $\square \pm E$ $\text{---} \pm S$) (E = ERRO PADRÃO, S= DESVIO PADRÃO, C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).	24
FIGURA 6 - VARIAÇÃO DO NÚMERO DOS ÍNDICES DE RIQUEZA, DIVERSIDADE E EQUITABILIDADE POR PONTO DE COLETA (\square MÉDIA $\square \pm E$ $\text{---} \pm S$) (E = ERRO PADRÃO, S= DESVIO PADRÃO, C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).	25
FIGURA 7 - ANÁLISE DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL (MDS) COM BASE NAS ESPÉCIES POR ARRASTO E PONTO DE COLETA (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).....	26
FIGURA 8 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO C1 (\circ = ABUNDÂNCIA; \square = BIOMASSA).	27

FIGURA 9 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO C2 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).	28
FIGURA 10 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO O1 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).	29
FIGURA 11 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO O2 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).	30
FIGURA 12 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA DE ABUNDÂNCIA (K-DOMINÂNCIA) E DE PORCENTAGEM DE ABUNDÂNCIA POR ESPÉCIE RANQUEADA PARA AS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO.....	31

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - VALORES PERCENTUAIS DA QUANTIDADE DE CaCO_3 E MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE NAS ANÁLISES SEDIMENTOLÓGICAS DOS PONTOS DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).....19

TABELA 2 - SALINIDADE, TEMPERATURA, PH E PERCENTAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA NOS PONTOS DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).....19

TABELA 3 - LISTA DE TAXA CAPTURADOS NA ÁREA CONTROLE NA BAÍA DAS LARANJEIRAS E NA ÁREA COM ÓLEO NA BAÍA DE PARANAGUÁ (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).....20

TABELA 4 - INFORMAÇÕES DISPONÍVEIS SOBRE GUILDAS DE USO DE ESTUÁRIO E VERTICAIS E SOBRE A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DAS ESPÉCIES COLETADAS NAS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO (D= DEMERSAL, P= PELÁGICA, M= MARINHA, ME= MARINHA E ESTUARINA, E= ESTUARINA).....21

SUMÁRIO

RESUMO.....	3
1. INTRODUÇÃO	9
2. ACIDENTE DO NAVIO CHILENO VICUÑA	11
3. OBJETIVO.....	12
4. ÁREA DE ESTUDO.....	12
5. MATERIAL E MÉTODOS	13
5.1. Coleta de dados.....	13
5.2. Processamento dos dados	15
6. RESULTADOS	18
6.1. Parâmetros sedimentológicos e físico-químicos	18
6.2. Assembléia de peixes	19
7. DISCUSSÃO	32
8. CONCLUSÃO.....	36
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

1. Introdução

O termo estuário tem sua etimologia na palavra latina *aestus* que significa quente, ebulição e maré, sendo que o adjetivo *asetuarium* significa mareal. O estuário, diferentemente da etimologia da palavra, apresenta várias definições a partir de diferentes autores. Porém a mais usada é a definição de Pritchard encontrada em DAY *et al.* (1989) e ELLIOTT & MCLUSKY (2002), que define estuário como “um corpo de água costeiro semi-fechado, que possui uma conexão livre com o mar aberto e dentro do qual a água do mar é mensuravelmente diluída com a água doce derivada da drenagem continental”. A definição que foi apresentada por Pritchard não especifica uma variável importante, mas deixa subentendido que a maré é um fator relevante na mistura das águas doce e salgada (ELLIOTT & MCLUSKY, 2002).

São caracterizados por apresentarem grandes flutuações na salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, nutrientes, maré, fluxo de água doce, corrente marinha e turbidez (DAY *et al.*, 1989; LAGLER *et al.*, 1977; MOYLE & CECH, 1982; KUPSCHUS & TREMAIN, 2001). As mudanças nestes parâmetros físicos e químicos podem ser de curto prazo, sazonal e interanual, as quais exercem grande influência nas comunidades aquáticas (AKIN *et al.*, 2003; DAY *et al.*, 1989), inclusive na comunidade ictífica (MOYLE & CECH, 1982).

A ictiofauna encontrada em estuários sofre variação temporal e espacial influenciada pelo estresse fisiológico resultante de gradientes físicos e químicos (MAES *et al.*, 1998), profundidade (HYNDES *et al.*, 1999), distância da boca do estuário, obstruções na passagem de maré, velocidade da corrente marinha (LONERAGAN *et al.*, 1987; LONERAGAN *et al.*, 1989), tolerância à salinidade (MARSHALL & ELLIOTT, 1998; WHITFIELD, 1996) e outros fatores como temperatura (PETERSON & ROSS, 1991; JAUREGUIZAR *et al.*, 2003; JAUREGUIZAR *et al.*, 2004) e turbidez (BLABER & BLABER, 1980; CYRUS & BLABER, 1992). Conjuntamente, exercem interferência na distribuição das espécies fatores bióticos como as relações interespecíficas (efeito predador-presa e interações competitivas) e disponibilidade de alimento (MACPHERSON & ROEL, 1987; GORDON *et al.*, 1995; BARRY *et al.*, 1996; AKIN *et al.*, 2003).

A ictiofauna estuarina resulta principalmente de uma combinação de espécies estuarino-residentes, as quais completam seu ciclo de vida no estuário, estuarino transientes, que reproduzem na plataforma porém os indivíduos juvenis usam o estuário como berçário, o que não é necessariamente uma dependência do ambiente estuarino, mas uma utilização oportunística de um ambiente próximo à costa que oferece refúgio e abundância de alimento e as espécies visitantes-ocasionais, estas geralmente adultas, que entram no estuário para se alimentar (DAY *et al.*, 1989; BLABER & BLABER, 1980; GREENWOOD & HILL, 2003; POTTER *et al.*, 1998; LOBRY *et al.*, 2003).

Os indicadores ambientais são definidos como medidas físicas, químicas, biológicas ou sócio-econômicas que melhor representam os elementos chaves de um complexo ecossistema (WARD *et al.*, 1998). Eles podem ser qualitativos ou quantitativos, embora os quantitativos sejam mais utilizados para conduzir ações de gerenciamento (WHITFIELD *et al.*, 2002). Usando indicadores, é possível se avaliar a condição fundamental do ambiente, sem a necessidade de se descrever toda a complexa estrutura do sistema.

Muitos grupos de organismos têm sido sugeridos e usados como indicadores de alterações ambientais e ecológicas (KARR *et al.*, 1986). Na literatura científica sobre impacto no meio ambiente a atenção é mais voltada para o macrobentos, no entanto WHITEFIELD (1996) afirma que existem muitos aspectos negativos com relação a este grupo. Embora nenhum grupo seja preferido pelos biólogos, parece que peixes, pássaros e plantas têm recentemente recebido a maior parte das atenções (SCHAEFFER *et al.*, 1985, MORRISON, 1986; FAUSCH *et al.*, 1990; DENNISON *et al.*, 1993).

Os habitats estuarinos e a assembléia de peixes associada a eles são potencialmente impactados por muitas ações antropogênicas que podem ter uma influência direta nos recursos alimentares, distribuição, diversidade, reprodução, abundância, crescimento, sobrevivência e comportamento tanto das espécies de peixes residentes quanto das migratórias. A relação direta e indireta entre as comunidades ictiofaunísticas e os impactos humanos nos estuários reforçam a escolha deste grupo taxonômico como um indicador biológico que pode auxiliar na formulação de objetivos

de qualidade ambiental e ecológica, e estabelecer padrões de qualidade ambiental e ecológica para esses sistemas.

O uso de bioindicadores em peixes como indicativo de qualidade ambiental envolve usualmente técnicas de análises morfológicas de ultraestrutura celular e histopatologia em tecidos (fígado e brânquias), a observação ao nível bioquímico das atividades enzimáticas, a avaliação fisiológica da atividade da Na-K-ATPase branquial e fluxo corporal de Na, a utilização de biomarcadores genéticos (micronúcleos e ensaio cometa) (LANA *et al.*, 2006), além de bioindicadores ao nível de comunidade (composição, diversidade, dominância, relação abundância e biomassa, etc.) e busca direta da presença de contaminantes na musculatura (metais pesados, hidrocarbonetos e organoclorados)

2. Acidente do navio chileno Vicuña

No dia 15 de novembro de 2004 o navio chileno Vicuña explodiu após o descarregamento de 9 milhões de litros de metanol no terminal portuário da empresa Catallini na baía de Paranaguá (VICENTE & LESSA, 2008; EUSTÁQUIO *et al.*, 2014). O Vicuña estava carregado com cerca de 1.150.000 litros de óleo tipo bunker, 150 litros de óleo diesel e cerca de 14 milhões de litros de metanol, sendo que, até o presente momento, não há valor exato da quantidade dos produtos que vazaram. O acidente atingiu as baías de Paranaguá, Antonina, Guaraqueçaba (BRUNS, 2004) numa extensão de cerca de 30 quilômetros. Foram afetadas importantes unidades de conservação como o Parque Nacional de Superaguí e a Estação Ecológica de Guaraqueçaba, inseridas no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape-Paranaguá, região tombada como Reserva da Unesco. Dez dias após o acidente foram contabilizados mais de 40 animais mortos, entre aves, tartarugas e botos, além de invertebrados (BRUNS, 2004). A região estuarina abriga cerca de 4 mil pescadores artesanais que dependem diretamente da pesca para sua sobrevivência (FUZETTI, 2007).

3. Objetivo

Identificar possíveis alterações no padrão natural da estrutura da ictiofauna nas áreas atingidas pelo derramamento de óleo pela análise de bioindicadores ao nível de comunidade.

4. Área de estudo

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) situa-se na costa paranaense entre 25°16' e 25°34'S e 48°17' e 48°42' W e representa o setor sul do grande sistema estuarino subtropical Iguape-Cananéia-Paranaguá. Com uma área de 612 Km², compreende cinco setores centrais (i.e. Antonina, Paranaguá, Laranjeiras, zona de mistura e Pinheiros) (Figura 1) os quais são caracterizados por distinta área e densidade de drenagem, área de planície de maré, assim como profundidade média. Além disso, o CEP é composto por sete estuários marginais que exibem diferentes padrões geomorfológicos e hidrológicos (ver detalhes em Noernberg *et al.* 2004). Ao norte, conecta-se ao complexo estuarino de Cananéia (sul do estado de São Paulo) pelo canal de Ararapira e, a leste, ao oceano Atlântico por dois canais, canal Sueste e canal da Galheta, localizados, respectivamente, ao norte e ao sul da Ilha do Mel. Possui no eixo leste-oeste extensão e largura máxima aproximada de 56 Km por 7 Km e, no eixo norte-sul 40 Km por 13 Km.

O CEP insere-se num hotspot global de biodiversidade (setor sul da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica), e diversas áreas adjacentes são unidades de conservação, o que enfatiza a importância de sua biodiversidade. Apesar disso, existem áreas portuárias (portos de Paranaguá, Antonina e Ponta do Félix, Figura 1) cujos impactos inerentes (poluição por hidrocarbonetos, fertilizantes, dragagens etc.) recentemente têm aumentado pela expansão portuária, industrial, petroquímica e crescente urbanização.

Na Baía de Paranaguá, no entorno da cidade de Paranaguá existe um terminal de cargas, que possui um intenso movimento de navios ao longo do ano. Além da presença do porto, a cidade de Paranaguá sofre com problemas decorrentes da

urbanização. Por isso MIRANDA (2004) afirma que os impactos nesta região estão vinculados as atividades pesqueiras, poluição orgânica e química além dos impactos provenientes das atividades portuárias. Neste estudo, nenhum dos pontos amostrados nessa baía sofre efeito direto reduzido da cidade e do porto de Paranaguá. Os pontos de coleta utilizados ficam em uma área de mangue e marisma bastante preservada, atingida diretamente pelo derramamento de óleo, ainda presente no sedimento e na vegetação de mangue e marisma.

Embora a Baía das Laranjeiras sofra a influência da cidade de Guaraqueçaba, o sistema apresenta um reduzido grau de perturbação antrópica, principalmente devido a seu difícil acesso, quando comparada às Baías de Paranaguá e Antonina, que recebem uma maior carga de efluentes (domésticos e industriais) e sofrem diversas perturbações provenientes das atividades portuárias (BRANDINI, 2000). A Baía das Laranjeiras encontra-se circundada por várias categorias de Unidades de Conservação protegidas por leis estaduais, federais e internacionais como a APA de Guaraqueçaba (BRANDINI, 2000). Esta Baía apresenta ocupações urbanas ao longo da sua área, na sua maioria pequenas vilas de pescadores, que desenvolvem uma pesca artesanal com pequenos barcos e canoas. As coletas nessa baía foram realizadas em áreas preservadas próximas a vilas que apresentam uma baixa densidade demográfica (MIRANDA, 2004).

5. Material e Métodos

5.1. Coleta de dados

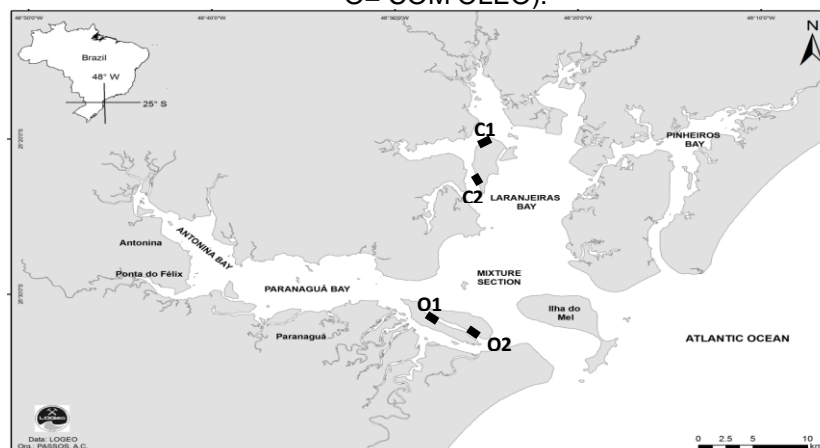
Foi realizada uma amostragem em quatro planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá (Figura 1), sendo duas na Baía de Laranjeiras (Pontos C1 e C2, área controle) e duas na Baía de Paranaguá (Pontos O1 e O2, área com óleo). Em cada planície amostrada foram realizados três arrastos consecutivos de 15m cada, com duas redes tipo picaré, uma de 9m x 2,5m, com laterais com malha de 13mm e o saco com malha de 5mm, e outra de 15m x 1,60m, com laterais com malha de 13mm e o

saco com malha de 5mm. Dois arrastos foram realizados com a primeira rede e um com a segunda (Figura 2).

No laboratório, os peixes foram identificados até o menor taxa possível, pesados (g), medidos nos comprimentos total e padrão (mm) e através de uma abertura longitudinal na região ventral foi feita a identificação macroscópica do sexo e do estágio de maturidade gonadal com base na escala proposta por VAZZOLER (1996). Os dados biométricos foram obtidos em até no máximo 50 indivíduos por espécie e amostra, sendo o excedente contabilizado para biomassa em número e peso.

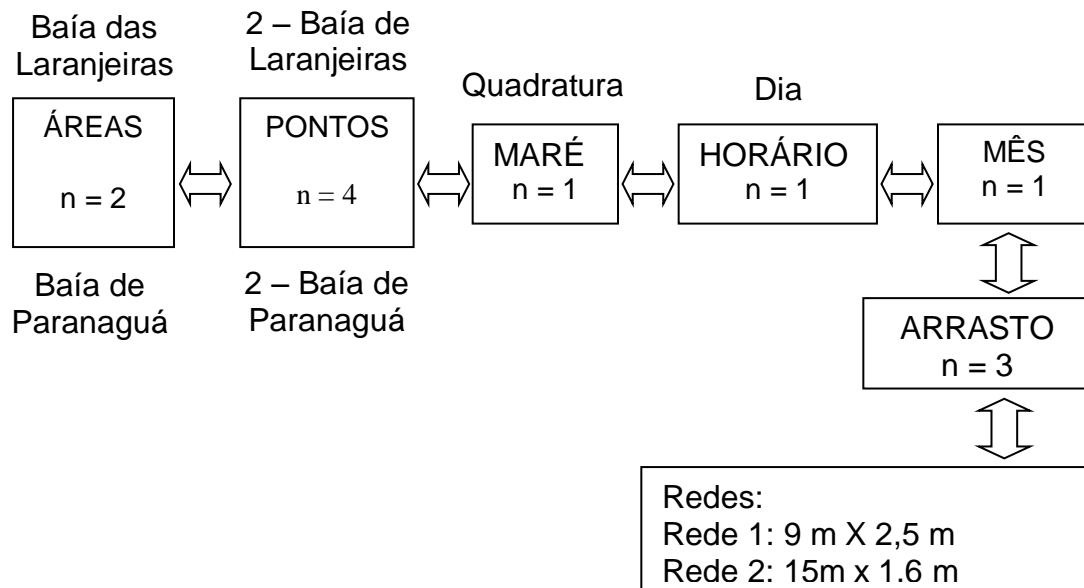
Nas duas áreas de estudo, além das coletas de peixes, também foram coletados indicadores físico-químicos da água de superfície (temperatura, salinidade, pH e concentração de O₂) e geológicos (granulometria e matéria orgânica) em cada planície amostrada. A temperatura foi medida utilizando-se um termômetro de mercúrio, para medir a salinidade utilizou-se um refratômetro de mão ATAGO S/MILL, o pH foi medido através do pHmetro portátil digital-pH 206 e a concentração de oxigênio dissolvido foi estimado através do método descrito por Winkler (GRASSHOFF *et al.*, 1983). Os sedimentos foram coletados com um cano de PVC com aproximadamente 15cm de comprimento e 5cm de diâmetro, duas amostras em cada ponto de coleta, uma na margem e outra no fundo a aproximadamente 10m da margem. A análise do sedimento foi realizada pelo método de análise granulométrica por pipetagem e peneiramento (CARVER, 1971).

FIGURA 1 - MAPA DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, MOSTRANDO AS BAÍAS DE ANTONINA, PARANAGUÁ, GUARAQUEÇABA, PINHEIROS E DAS LARANJEIRAS (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).



FONTE: LOGEO – CEM/UFPR, ADAPTADO

FIGURA 2 - DIAGRAMA AMOSTRAL UTILIZADO NA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE ÓLEO NA ICTIOFAUNA.



FONTE: O autor (2016).

5.2. Processamento dos dados

Para a descrição dos padrões de variação espacial da ictiofauna, além do número de taxa e o número de indivíduos, utilizou-se conjuntamente os índices de riqueza de espécies de Margalef (D), diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') e equitatividade de Pielou (J). A riqueza de Margalef (**D**) foi calculada como $D = (S - 1) / \ln(N)$, onde **S** = número de espécies na amostra; **N** = número de indivíduos na amostra. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (**H'**) foi calculado como: $H' = - (p_i * \ln(p_i))$, onde **p_i** = proporção da espécie *i* na amostra total, e **s** = número de espécies, e o *i* variando de 1 a **s**. A equitabilidade (**J**) foi calculada como: $J = H' / H' \text{ Max.}$. Todos os cálculos foram feitos com o uso do logaritmo natural (**Ln**). Os padrões espaciais do número de taxa e de indivíduos e dos três índices foram testados através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (SOKAL & ROHLF, 1995).

A técnica não métrica de escalonamento multidimensional (MDS) foi utilizada para o estudo das variações espaciais na composição e abundância das espécies capturadas por arrasto e ponto de coleta nas duas áreas amostradas. O MDS fornece o valor de Stress. Stress <0.05 indica que a ordenação gerou uma excelente representação dos dados, sem possibilidade de interpretação errada da ordenação; stress <0.1 corresponde a uma boa ordenação sem risco real de tirar conclusões falsas; stress <0.2 pode ainda ser uma figura utilizável; stress >0.2 pode conduzir a perigosas interpretações. Certamente quando o stress alcança 0.35-0.4 as amostras são randomicamente alocadas (JOHNSON & WICHERN, 1992).

A significância estatística entre os grupos formados pelo MDS foi avaliada através da análise de similaridade (ANOSIM). Além do nível de significância, o teste ANOSIM mostra o valor de R, que fornece o grau de separação entre os grupos. O valor de R varia de 0 a 1. Quando $R > 0.75$, os grupos são claramente distintos; $R > 0.5$, os grupos se sobrepõem, mas são claramente diferentes; $R > 0.4$ os grupos se sobrepõem e são razoavelmente diferentes entre si; $R > 0.2$ indica que os meios de separação são fracos; $R < 0.2$, os grupos são tipicamente indistinguíveis (CLARKE & WARWICK, 1994).

Para avaliar as possíveis alterações na estrutura da comunidade que indicassem impactos ambientais, foram utilizadas as curvas de abundância por espécies ranqueadas e as curvas de K-dominância, as quais permitem identificar possíveis distúrbios ambientais através de mudanças no padrão de dominância e de diversidade das espécies coletadas. Também foram plotadas as curvas de porcentagem cumulativa de abundância e biomassa por espécie ranqueada (ABC) e as curvas de dominância parcial, que relacionam a sobreposição da curva de abundância sobre a curva de biomassa com a degradação ambiental, juntamente com a estatística W, que consiste numa sumarização numérica da curva ABC, e aplicou-se também a análise MVDISP (CLARKE & WARWICK, 1994).

Em uma área não impactada as espécies conservativas, de longo ciclo de vida e com grande tamanho de corpo raramente são dominantes numericamente, mas costumam ser dominantes em termos de biomassa. Por outro lado, as espécies oportunistas, com curto ciclo de vida, possuem um corpo pequeno e geralmente são

dominantes numericamente, mas são pouco representativas para a biomassa da comunidade. Quando ocorre um impacto as espécies conservativas são as mais afetadas, fazendo com que as espécies oportunistas se tornem dominantes também em relação à biomassa. Assim, uma área não impactada apresenta uma curva ABC com biomassa superior à abundância e, por outro lado, uma área com alto grau de impacto apresenta uma curva ABC com a abundância superior à biomassa. Quando o impacto é moderado os grandes competidores são eliminados, reduzindo assim diferença de tamanho entre as espécies dominantes em tamanho e as espécies dominantes em biomassa. Neste caso as curvas de biomassa e abundância ficam próximas e podem se cruzar uma ou mais vezes (CLARKE & WARWICK, 1994).

No gráfico da curva ABC o eixo x é formado pelo ranque das espécies em ordem de importância em termos de abundância ou biomassa em escala logarítmica e o eixo y pela porcentagem de dominância em escala acumulativa.

A curva ABC pode ser resumida na estatística W, onde:

$$W = \sum_{i=1}^s (B_i - A_i) / [50(S - 1)]$$

Assim a estatística W varia entre -1 e 1, onde os valores que se aproximam de -1 indicam grande impacto, os valores próximos a 1 indicam nenhum impacto e os valores próximos a 0 indicam impacto moderado. É importante ter cautela quando usar a estatística W, pois grande parte da informação pode ficar omitida devido a essa simplificação (CLARKE & WARWICK, 1994).

Um problema da curva ABC é o fato da informação presente depender fortemente da espécie dominante. A captura inesperada de um cardume com grande quantidade de juvenis de uma espécie, por exemplo, pode dar a falsa impressão de impacto. Em um impacto real a curva ABC não é afetada pela retirada de uma ou duas das espécies mais dominantes. Para solucionar esse problema é recomendado fazer uma curva de dominância parcial, que desconsidera a primeira espécie ranqueada. Se a área for realmente impactada a curva de dominância parcial de abundância e biomassa apresenta a linha da abundância acima da biomassa em grande parte do gráfico, mostrando que não só a espécie dominante, mas também toda a comunidade é afetada pelo impacto (CLARKE & WARWICK, 1994).

O propósito das representações gráficas da distribuição é de extrair informações sobre os padrões das abundâncias relativas das espécies, sem reduzir essa informação a uma estatística sumária, como os índices (CLARKE & WARWICK, 1994). Diferentemente dos métodos multivariados estas distribuições podem extrair características universais da estrutura da comunidade, que não são função de uma espécie específica presente, podendo estar relacionadas a diferentes níveis de estresse biológico (CLARKE & WARWICK, 1994).

A análise MVDISP retorna dois valores de dispersão, a dispersão relativa e o índice de dispersão multivariado (IMD). A dispersão relativa define a variabilidade relativa dentro de cada grupo, os maiores valores correspondem às maiores variações dentro do grupo. O IMD permite uma análise entre as similaridades das amostras de uma área controle com as similaridades de uma área impactada. O IMD possui valor máximo de +1 quando todas as similaridades entre as amostras da área impactada forem menores do que todas as similaridades das amostras da área controle. O caso inverso retorna um IMD próximo a -1 e os valores próximos a 0 implicam em nenhuma diferença entre as áreas.

Os dados foram processados nos programas estatísticos Statistica Versão 6.1 e PRIMER 5.1.

6. Resultados

6.1. Parâmetros sedimentológicos e físico-químicos

A análise do sedimento de todos os pontos de coleta em ambas as baías, mostrou que os grânulos são menores que 3%, caracterizando as planícies como locais compostos por areia ou arenito, com predominância de areia. Os resultados da quantidade de CaCO_3 e de matéria orgânica presente no substrato amostrado, são apresentados na tabela 1.

TABELA 1 - VALORES PERCENTUAIS DA QUANTIDADE DE CaCO_3 E MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE NAS ANÁLISES SEDIMENTOLÓGICAS DOS PONTOS DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).

Ponto	% CaCO_3	% Matéria Orgânica	Observação
C1	3,22	0,69	
C1	3,01	1,42	
C2	4,29	3,91	
C2	3,04	2,51	
O1	2,66	1,53	Presença de fragmentos vegetais
O1	2,26	1,35	Presença de fragmentos de concha
O2	1,69	0,17	Presença de fragmentos de concha
O2	3,69	1,40	Presença de fragmentos de concha

FONTE: O autor (2016).

Os dados gerais dos parâmetros físico-químicos estão na tabela 2. Observa-se que os valores de salinidade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido na água não foram significativamente diferentes entre os pontos de coleta.

TABELA 2 - SALINIDADE, TEMPERATURA, PH E PERCENTAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA NOS PONTOS DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E DE PARANAGUÁ (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).

Ponto	Salinidade	pH	Temperatura	Saturação OD%
C1	24	7,94	25	87,96
C2	25	8,15	25	78,64
O1	25	7,75	25	83,16
O2	26	7,80	26	86,45

FONTE: O autor (2016).

6.2. Assembléia de peixes

Foram capturados 1357 peixes de 12 famílias e 22 taxa. Na área controle foram coletados 499 exemplares de 16 taxa, sendo exclusivos desta área 9 taxa. Na área com

óleo foram amostrados 868 exemplares de 13 taxa, com 6 taxa presentes somente nesta área. Ocorreram em ambas as áreas 7 taxa (Tabela3).

Estiveram presentes nas capturas peixes pelágicos (11 taxa) e demersais (7 taxa), na sua maioria predadores de animais bentônicos (Tabela 4). Doze espécies têm parte do seu ciclo de vida associado a áreas estuarinas, enquanto que 6 são estuarinas residentes (Tabela 4). Somente dez espécies tem importância econômica variando de média a alta (Tabela 4).

TABELA 3 - LISTA DE TAXA CAPTURADOS NA ÁREA CONTROLE NA BAÍA DAS LARANJEIRAS E NA ÁREA COM ÓLEO NA BAÍA DE PARANAGUÁ (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).

Família	Espécies	C1	C2	O1	O2	Total
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>	1	0	0	0	1
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	55	102	441	366	1053
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	0	0	0	5	5
	<i>Strongylura sp.</i>	0	1	0	0	1
	<i>Strongylura timocu</i>	0	1	1	0	2
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	3	0	0	3
	<i>Oligoplites palometa</i>	0	3	0	0	3
	<i>Oligoplites saurus</i>	0	0	0	1	1
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	1	0	0	0	1
Engraulidae	<i>Anchoa sp.</i>	228	1	0	1	230
	<i>Anchoa tricolor</i>	18	19	0	0	37
Ephipidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0	0	1	1
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	45	0	12	6	63
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	0	0	1	2
Gobiidae	<i>Bathigobius soporator</i>	0	1	0	0	1
Hemiramphidae	<i>Hiporhamphus unifaciatus</i>	2	1	0	1	4
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	0	0	2	0	2
	<i>Mugil platanus</i>	0	0	13	0	13
	<i>Mugil sp.</i>	0	1	6	3	10
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0	2	0	0	2
	<i>Sphoeroides sp.</i>	0	0	0	1	1
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0	3	0	0	3
	Número total peixes	351	138	482	386	1357
	Número total de taxa	8	12	6	10	22

FONTE: O autor (2016).

TABELA 4 - INFORMAÇÕES DISPONÍVEIS SOBRE GUILDAS DE USO DE ESTUÁRIO E VERTICAIS E SOBRE A IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DAS ESPÉCIES COLETADAS NAS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO (D= DEMERSAL, P= PELÁGICA, M= MARINHA, ME= MARINHA E ESTUARINA, E= ESTUARINA).

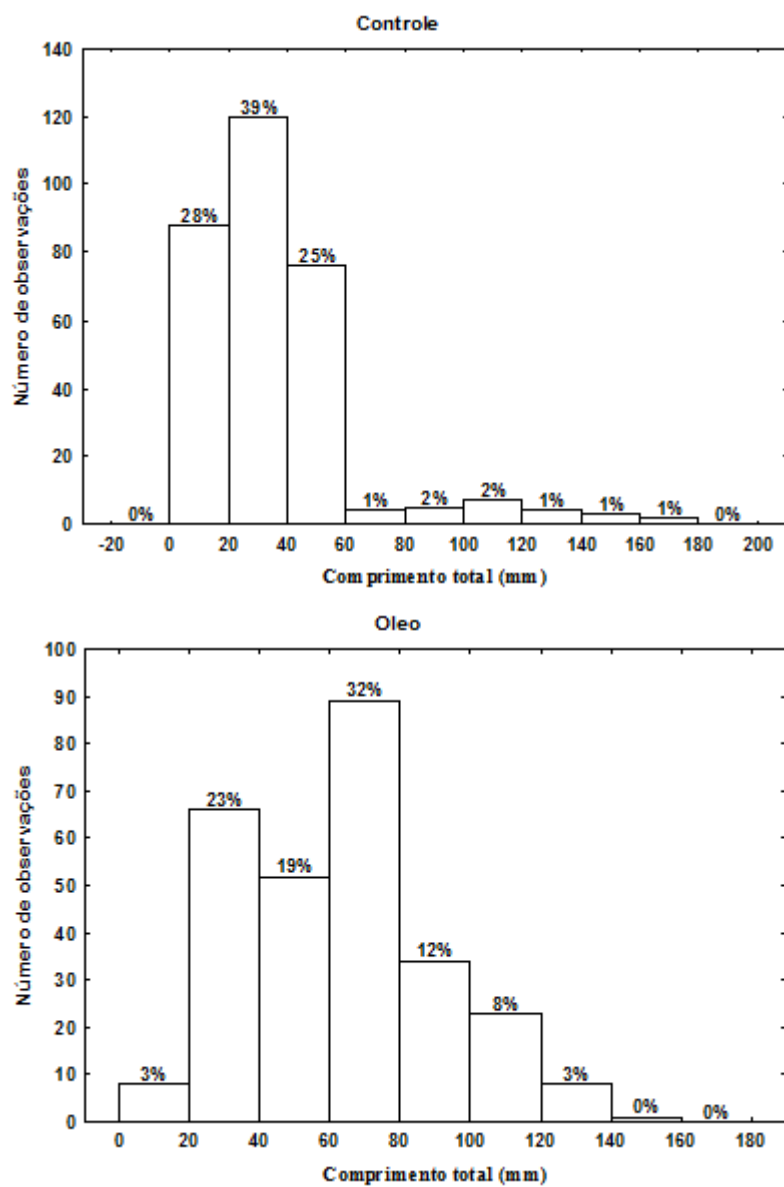
Família	Espécie	Nome vulgar	Hábito	Habito alimentar	Ocorrência	Importância econômica
Ariidae	<i>C. spixii</i>	Bagre amarelo	D	Onívora	E	Média
Atherinopsidae	<i>A. brasiliensis</i>	Peixe rei	P	Onívora	E	Alta
Belonidae	<i>S. marina</i>	Agulha	P	Piscívora	E	Baixa
	<i>S. timocu</i>	Agulha	P	Piscívora	E	Baixa
Carangidae	<i>C. chrysurus</i>	Palombeta	P	Planctofágica	ME	Baixa
	<i>O. palometa</i>	Salteira	P	Bentofágica/Piscívora	ME	Alta
	<i>O. saurus</i>	Salteira	P	Bentofágica/Piscívora	ME	Alta
Centropomidae	<i>C. parallelus</i>	Robalo	P	Piscívora	ME	Média
Engraulidae	<i>A. tricolor</i>	Manjuba	P	Planctofágica	M	Alta
Ephippidae	<i>C. faber</i>	Parú	D	Bentofágica	ME	Alta
Gerreidae	<i>E. argenteus</i>	Escrivão	D	Bentofágica	ME	Baixa
	<i>E. melanopterus</i>	Escrivão	D	Bentofágica	ME	Baixa
Gobiidae	<i>B. soporator</i>	Amborê	D	Bentofágica	ME	Baixa
Hemiramphidae	<i>H. unifasciatus</i>	Paranaguaçu	P	Onívora	ME	Média
Mugilidae	<i>M. curema</i>	Parati guaçu	P	Onívora	ME	Média
	<i>M. platanus</i>	Tainhota	P	Onívora	ME	Alta
Tetraodontidae	<i>S. greeleyi</i>	Baiacu mirim	D	Bentofágica	ME	Baixa
	<i>S. testudineus</i>	Baiacu pintado	D	Bentofágica	E	Baixa

FONTE: O autor (2016).

Em média os exemplares foram maiores na área com óleo (Média = 64,02, Desvio padrão = 28,38) em comparação ao controle (Média = 37,74, Desvio padrão = 26,62), principalmente devido a uma maior frequência de ocorrência de exemplares com comprimento total entre 80 e 140 mm na área com óleo (Figura 3). Em ambas as áreas de coleta predominaram nas amostras exemplares imaturos (A), com as frequências dos estádios de maturação B, C e D, um pouco maiores no setor diretamente atingido pelo derramamento de óleo (Figura 4).

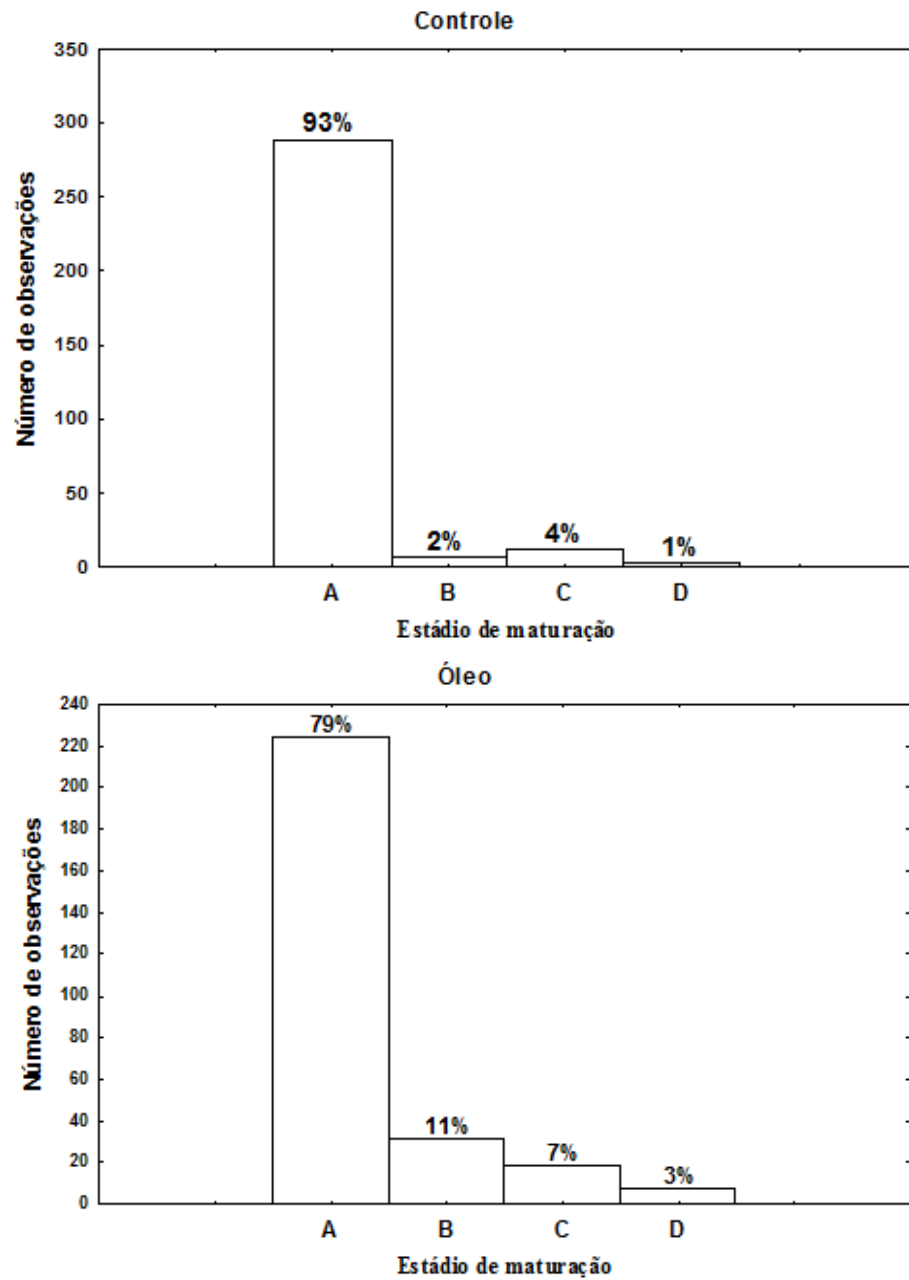
Entre as áreas controle e com óleo, nenhuma diferença significativa foi observada no número de peixes e no número de espécies (Figura 5). Com relação aos índices a riqueza de Margalef não foi observada nenhuma diferença estatística entre as áreas amostradas, já a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou apresentaram médias significativamente maiores em C1 em relação a O1, não se observando diferenças significativas entre os demais pontos de coleta nas médias destes índices (Figura 6).

FIGURA 3 - FREQUÊNCIA RELATIVA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL NAS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO.



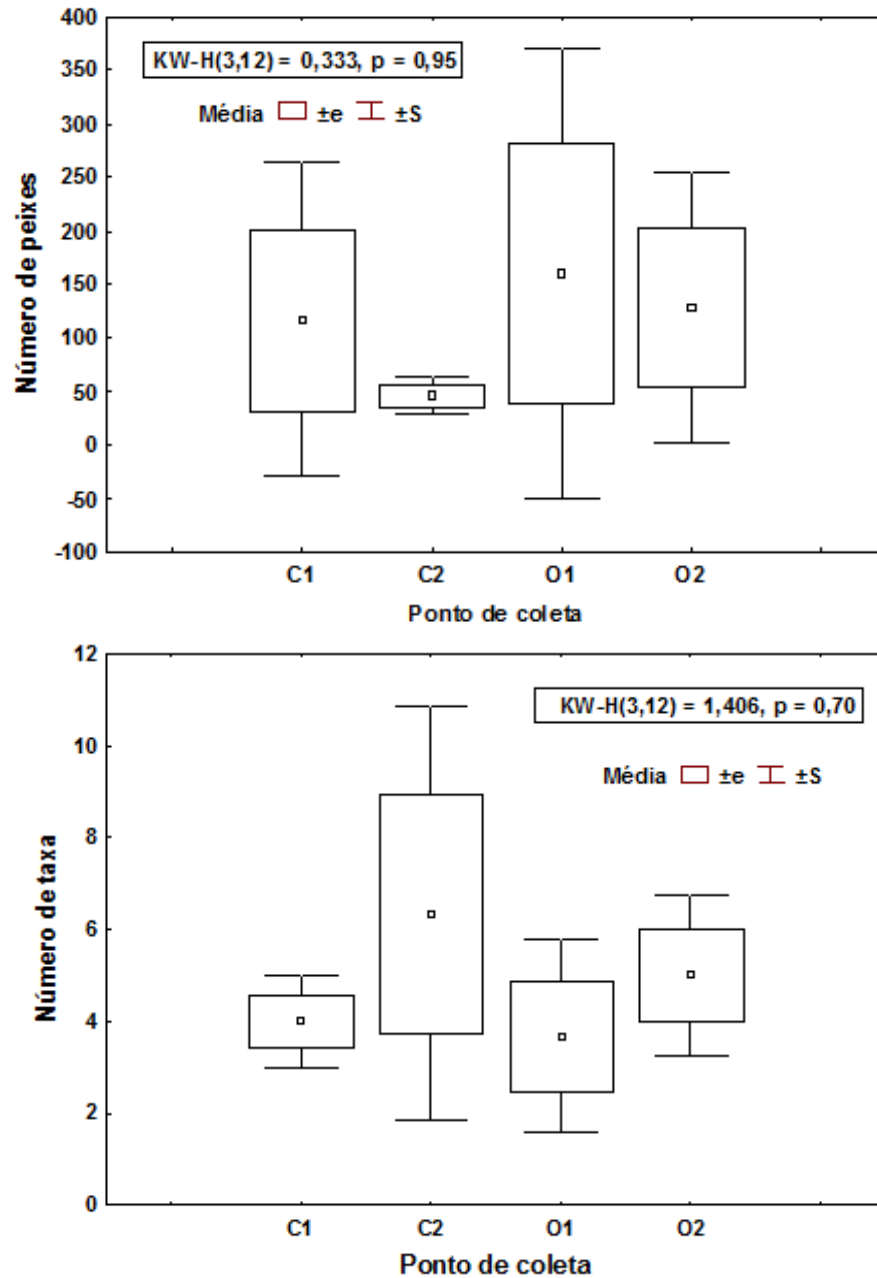
FONTE: O autor (2016).

FIGURA 4 - FREQUÊNCIA RELATIVA DOS ESTÁDIOS DE MATURAÇÃO GONADAL NAS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO.



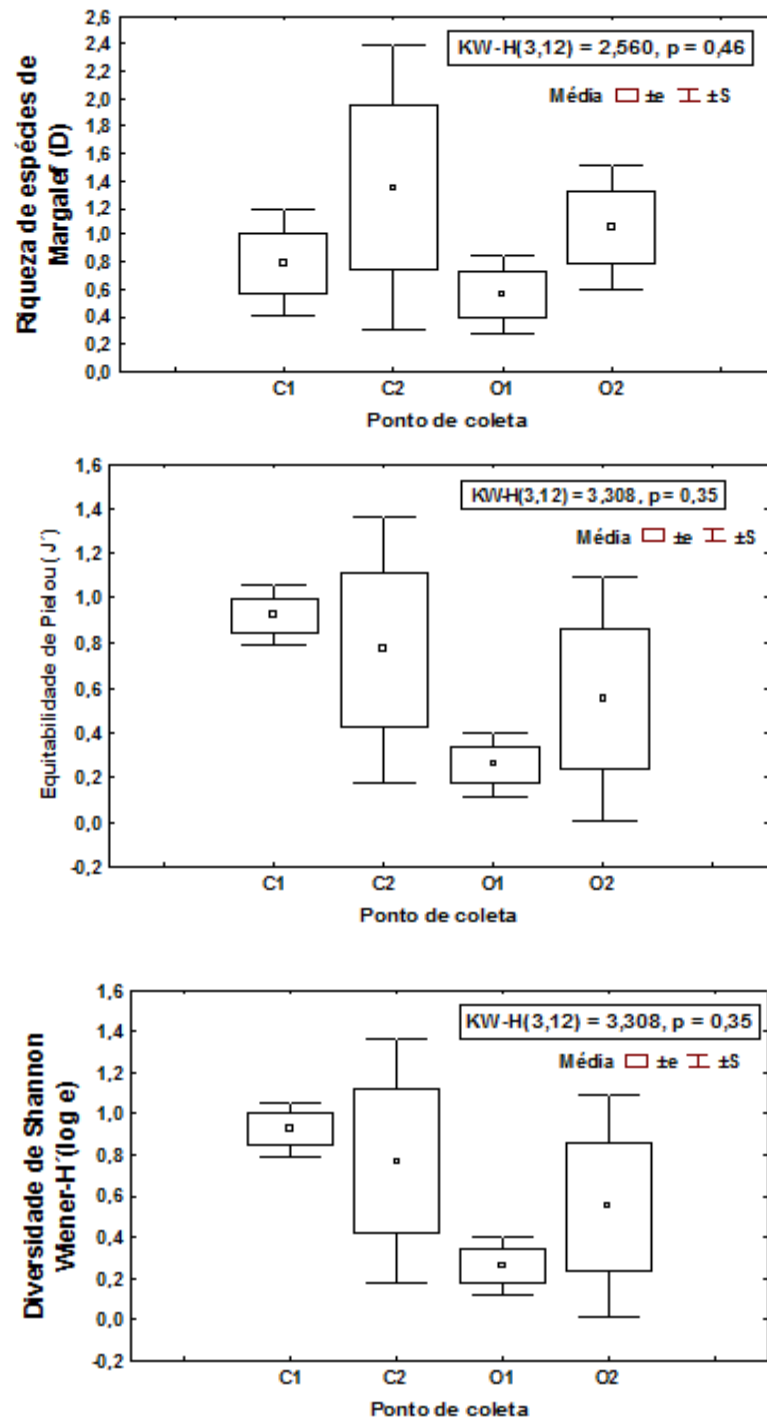
FONTE: O autor (2016).

FIGURA 5 - VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PEIXES E DO NÚMERO DE TAXA POR PONTO DE COLETA (\square MÉDIA $\square \pm E$ $\text{---} \pm S$) (E = ERRO PADRÃO, S= DESVIO PADRÃO, C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).



FONTE: O autor (2016).

FIGURA 6 - VARIAÇÃO DO NÚMERO DOS ÍNDICES DE RIQUEZA, DIVERSIDADE E EQUITABILIDADE POR PONTO DE COLETA (□ MÉDIA □ $\pm E$ □ $\pm S$) (E = ERRO PADRÃO, S= DESVIO PADRÃO, C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).



FONTE: O autor (2016).

O escalonamento multidimensional (MDS-não métrico) parece indicar a existência de diferenças na comunidade de peixes entre as áreas controle e com óleo (Figura 7), o que foi corroborado pela análise de similaridade (ANOSYM: R global = 0,44; p-valor = 0,06) que indica que os grupos de amostras (exceção de uma amostra de cada área) se sobrepõem e são razoavelmente diferentes entre si, enquanto que o índice de dispersão multivariada (IDM = - 0,533), não aponta para diferenças consideráveis na composição da ictiofauna destas duas áreas.

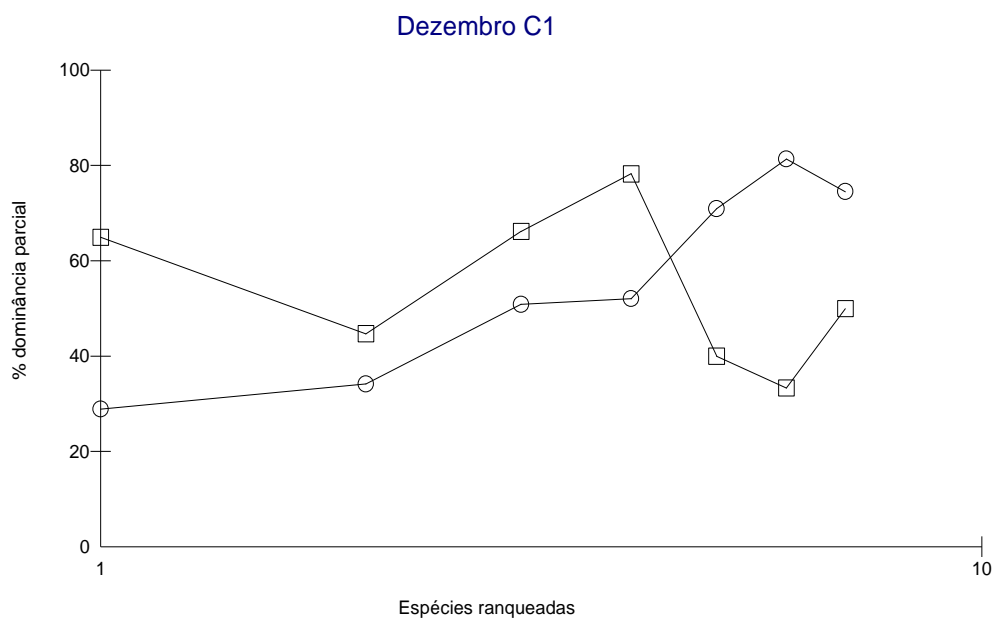
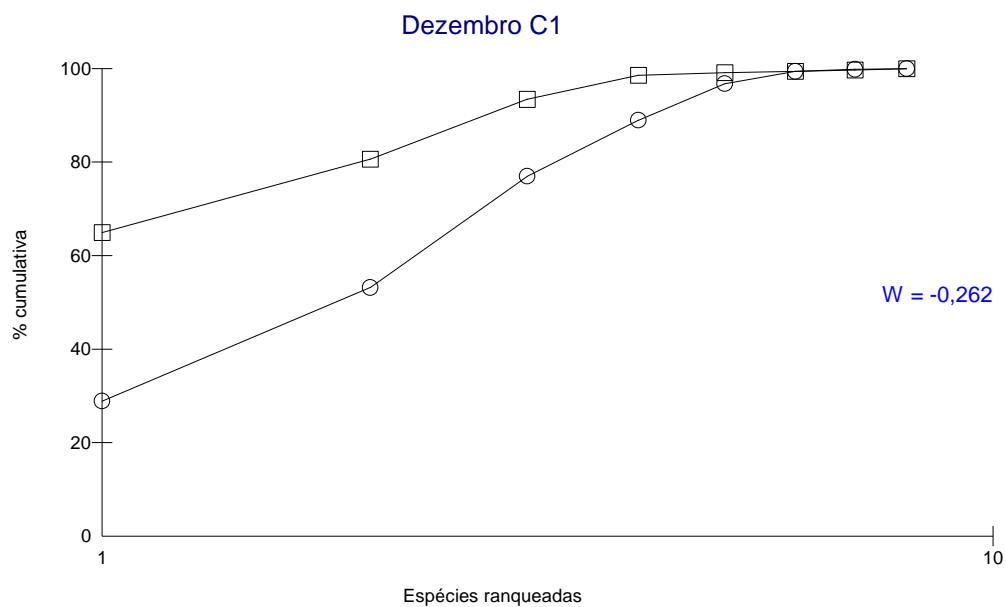
As curvas ABC, de espécies ranqueadas e a estatística W para a ictiofauna dos quatro pontos de coleta, indicam a presença de distúrbios nas comunidades de peixes dos pontos C2, O1 e O2, moderado no ponto C2 e elevado nos pontos O1 e O2. Nenhum distúrbio na ictiofauna foi evidenciado no ponto C1. (Figuras 8, 9,10,11 e 12).

FIGURA 7 - ANÁLISE DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL (MDS) COM BASE NAS ESPÉCIES POR ARRASTO E PONTO DE COLETA (C= CONTROLE, O= COM ÓLEO).



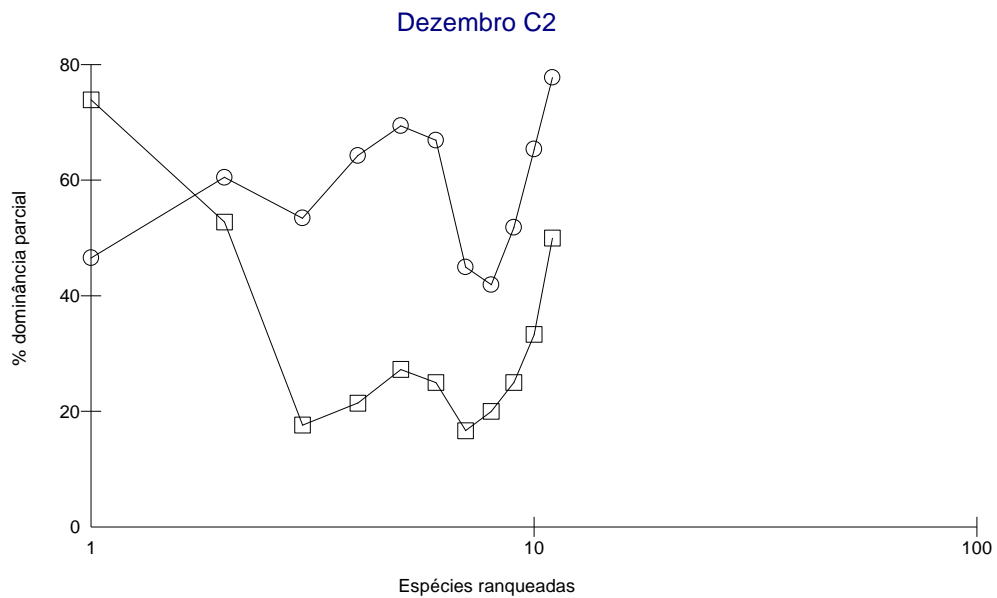
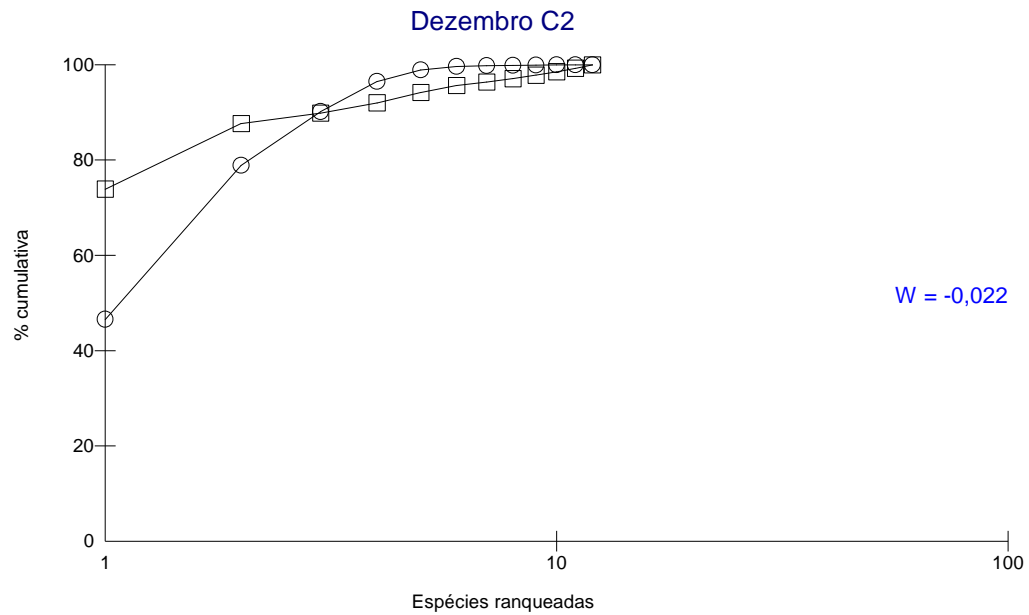
FONTE: O autor (2016).

FIGURA 8 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO C1 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).



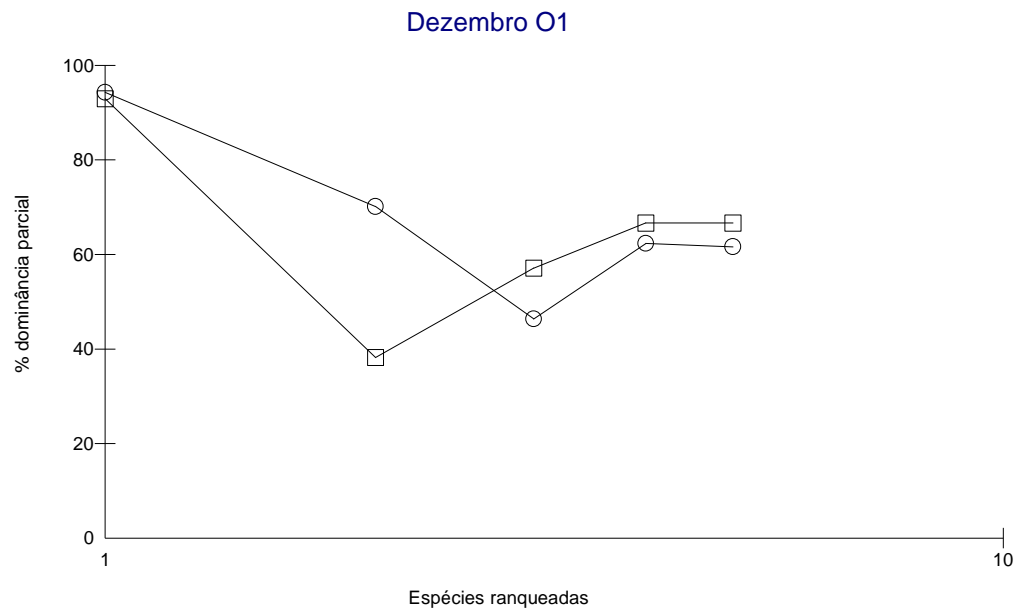
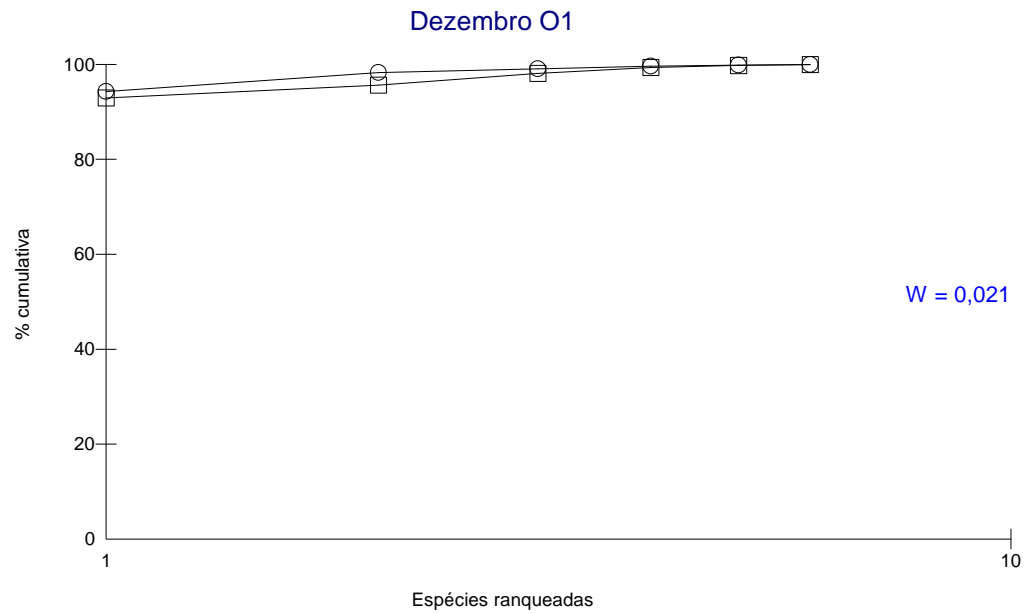
FONTE: O autor (2016).

FIGURA 9 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO C2 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).



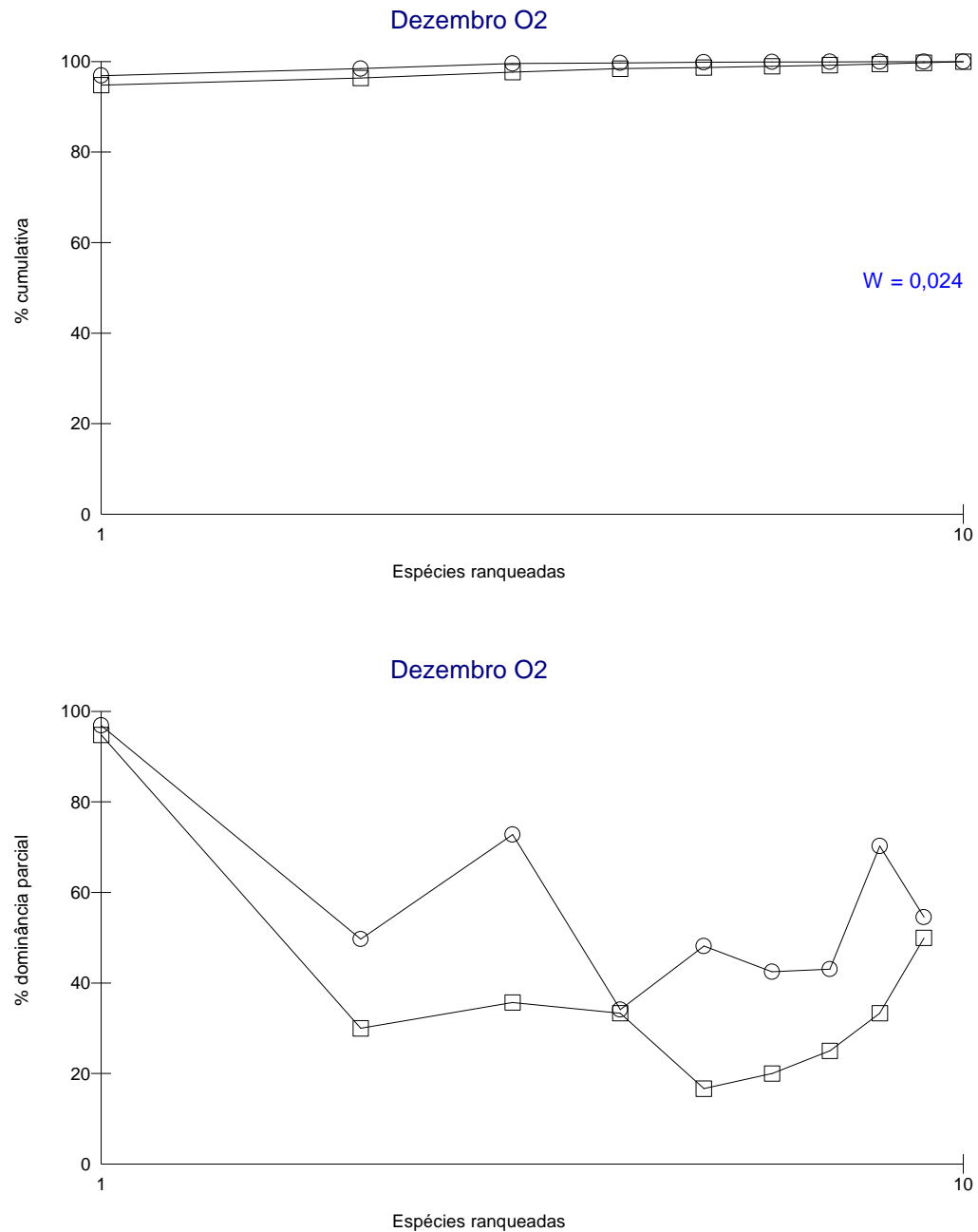
FONTE: O autor (2016).

FIGURA 10 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO O1 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).



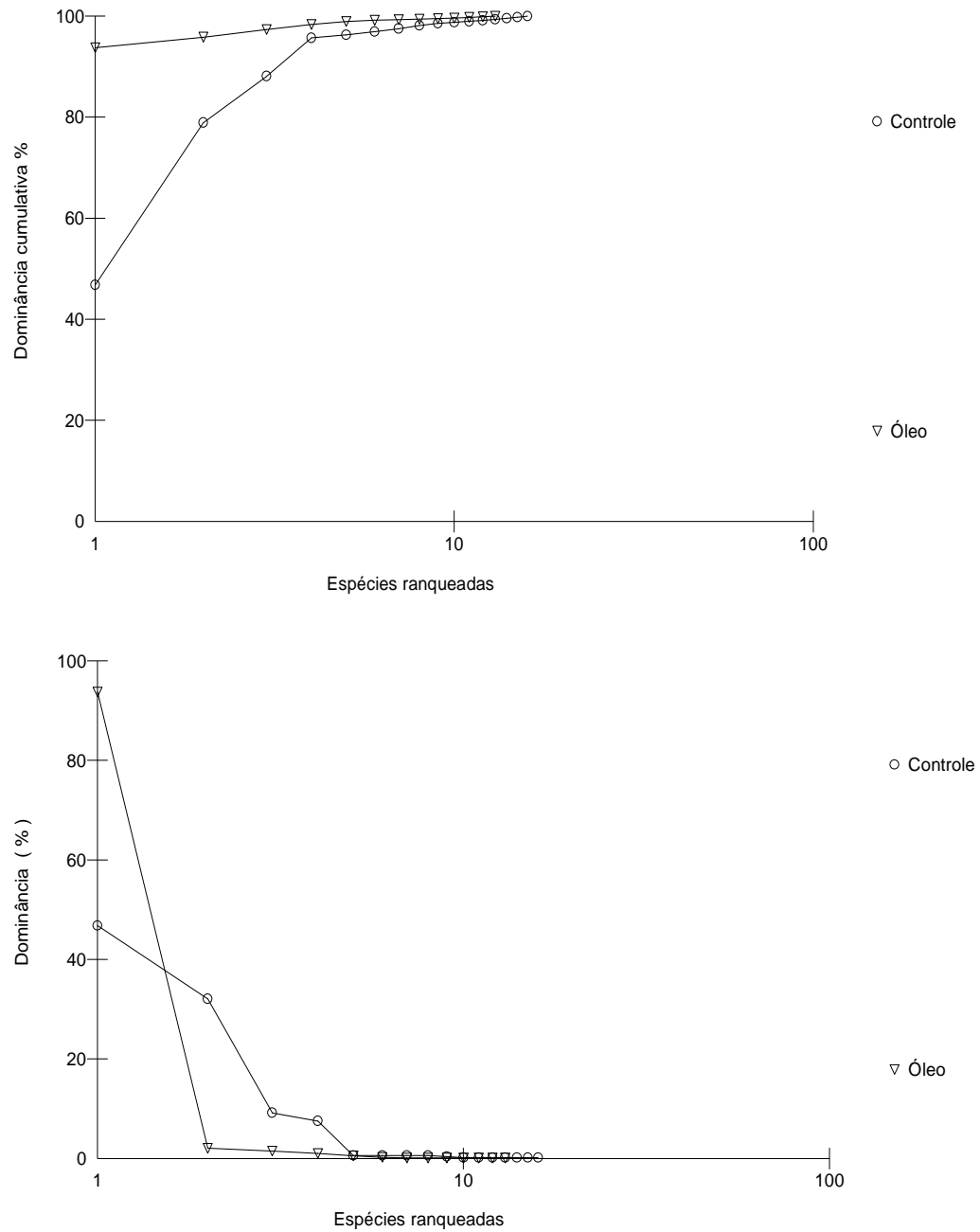
FONTE: O autor (2016).

FIGURA 11 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA E PORCENTAGEM PARCIAL DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA POR ESPÉCIE RANQUEADA (ABC) JUNTAMENTE COM ESTATÍSTICA W PARA O PONTO O2 (○ = ABUNDÂNCIA; □ = BIOMASSA).



FONTE: O autor (2016).

FIGURA 12 - CURVAS DE PORCENTAGEM CUMULATIVA DE ABUNDÂNCIA (K-DOMINÂNCIA) E DE PORCENTAGEM DE ABUNDÂNCIA POR ESPÉCIE RANQUEADA PARA AS ÁREAS CONTROLE E COM ÓLEO.



FONTE: O autor (2016).

7. Discussão

A explicação para a pequena diferença encontrada entre as ictiofaunas das duas baías, apesar da aparente similaridade ambiental, estaria relacionada as diferenças nos níveis de antropização das duas áreas. Em regiões estuarinas as áreas rasas estão sujeitas aos resíduos decorrentes do crescimento populacional nestas localidades. Quase todos os estuários tropicais e sub-tropicais têm sido afetados em algum momento por modificações ambientais causadas pelos seres humanos (BLABER, 2000). Esta degradação ambiental pelos poluentes descarregados nos estuários e nos ambientes marinhos, apresenta efeitos biológicos que são manifestados nestas áreas impactadas, pela provável mudança nos nutrientes, sedimentos suspensos, demanda de oxigênio biológico, contaminação orgânica e inorgânica, que se refletem nos parâmetros de alimentação, crescimento, desenvolvimento e recrutamento da população, provocando mudanças na estrutura e na dinâmica da comunidade biótica (KENNISH, 1986).

As áreas intertidais no litoral paranaense associadas a mangues e marismas, são justamente aquelas de maior interesse para as comunidades humanas, uma vez que são as mais aproveitadas para a instalação de complexos industriais-portuários e para a expansão turístico-imobiliária (LANA *et al.*, 2006). Este crescente desenvolvimento das atividades urbano-industriais é uma séria ameaça a esse ecossistema, podendo causar uma degradação no ambiente, principalmente nas regiões de margem continental, que são as primeiras a serem alteradas pela pressão antropogênica (ARAUJO & COSTA, 2001). Esta ocupação preferencial ocorre na Baía de Paranaguá, onde se encontra a cidade de Paranaguá e as instalações do terminal portuário, com o seu intenso tráfico hidroviário de grande porte. Diferentemente do que se observa na Baía de Paranaguá, na Baía das Laranjeiras existem apenas pequenos vilarejos de pescadores, ausência de atividade industrial e tráfico limitado a pequenas embarcações de pesca. Consequentemente, os principais impactos sobre as marismas e manguezais da região paranaense estão associados com a urbanização e industrialização do grande pólo de desenvolvimento do litoral, que é a região de Paranaguá (LANA *et al.*, 2006). Embora a maioria destes ecossistemas marinhos

costeiros já demonstra sinais de degradações ambientais, as suas ictiofaunas têm sido pobremente documentadas (AGUIRÓ & CARAMACHI, 1995). A escassez de estudos não somente da comunidade de peixes, mas de todos os organismos presentes nessas áreas é preocupante, pois esses ambientes estão sendo degradados, sem que se conheça os padrões naturais da biota.

Para a conservação e gerenciamento de ecossistemas, devemos nos preocupar com os indicadores ambientais. Utilizando-os, torna-se possível avaliar a condição fundamental do ambiente, sem a necessidade de se descrever toda a complexa estrutura do sistema. Devido a este fato, existe um interesse crescente no uso das comunidades biológicas para avaliar o estado dos recursos aquáticos (DEEGAN *et al.*, 1997; BAIN *et al.*, 2000). Neste contexto, muitos grupos de organismos têm sido sugeridos e usados como indicadores de alterações ambientais e ecológicas, apresentando vantagens e desvantagens (KARR *et al.*, 1986; GUIDETTI *et al.*, 2002). Dentre os diversos grupos zoológicos, o macrobentos é o mais utilizado para este tipo de estudo ambiental, mas estes apresentam muitos aspectos negativos (WHITEFIELD, 1996). Por isso a ictiofauna vem sendo utilizada nos estudos ambientais, e muitos autores estão utilizando os atributos da mesma para fazer a avaliação no nível da integridade biótica, numa ampla variedade de habitats aquáticos tais como lagos, riachos e estuários, (WHITEFIELD, 1996; SOTO-GALERA *et al.*, 1998, ELLIOTT *et al.*, 1988; CABRAL *et al.*, 2001; MENG *et al.*, 2002).

Para se medir a variação e alguns atributos na estruturação da população, utilizam-se normalmente diversos índices ecológicos, que incluem o número total de indivíduos e de espécies. O aumento nos níveis de estresse ambiental está geralmente relacionado com diminuição na diversidade, riqueza específica e equitabilidade, devido ao aumento na dominância de poucas espécies na região afetada. Esta interpretação, entretanto, pode ser uma simplificação da situação, tornando estes índices menos informativos que alguns medidores quantitativos (CLARKE & WARWICK, 1994). As teorias mais recentes que tratam da influência do distúrbio ou do estresse na diversidade de espécies sugerem que nas situações onde esses distúrbios são mínimos, a diversidade de espécies é reduzida por causa de exclusão competitiva entre as espécies, com um ligeiro aumento no nível ou frequência do distúrbio, a competição

é relaxada, resultando em um aumento da diversidade, e em níveis altos ou mais frequentes de distúrbios as espécies começam novamente a serem eliminadas pelo estresse, e mais uma vez a diversidade começa a cair (CLARKE & WARWICK, 1994). Por isso as análises em um primeiro momento podem demonstrar que não há comprometimento ambiental do local, mas em análises em longo prazo os problemas podem ser detectados.

Neste estudo foram utilizadas as curvas de k-dominância, ABC e ABC parcial para se determinar o estresse ambiental. A finalidade destas curvas é extrair informações do modelo da dominância amostral, sem redução da informação em um simples resumo estatístico, como são os índices de diversidades (CLARKE, 1990), pois estas medidas de diversidade normalmente ignoram a composição das espécies das taxocenoses amostradas, sendo as características das espécies irrelevantes para tais índices (ARAÚJO, 1998). As análises utilizadas neste trabalho para se avaliar o estresse ambiental, levaram em consideração as relações entre a abundância e a dominância das espécies além da biomassa, verdadeiros índices quantitativos, que apesar da sua compreensão ser mais difícil quando comparado com os índices qualitativos, geram menos informações inadequadas (WHITFIELD & ELLIOT, 2002).

Os índices ecológicos utilizados neste trabalho (riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou), não demonstraram grandes variações significativas entre as áreas de coletas. Não possibilitaram a visualização de mudanças relacionadas ao estresse ambiental, em especial por poluição. Estes resultados erroneamente parecem indicar que não há nenhum problema decorrente da antropização nas regiões estudadas. Por outro lado, a utilização neste trabalho da análise quantitativa proposta por CLARKE & WARWICK (1994), revelaram em ambas as baías uma desestruturação na comunidade de peixes, podendo-se supor como causa principal as alterações nos padrões ambientais naturais. A quebra na estrutura natural não era prevista nas planícies da Baía das Laranjeiras, onde não se observa o mesmo nível de degradação ambiental em comparação a Paranaguá (KOLM & MACHADO, 2002).

Sistemas com severas condições ambientais tendem a serem dominados por espécies tolerantes que possuem habitats e alimentação generalistas (MENG *et al.*,

2002), esta dominância de poucas espécies nos sistemas estudados é observada através das curvas de k-dominância (abundância e dominância cumulativa). Pode-se perceber, principalmente que na Baía de Paranaguá, curvas que demonstram a existência de uma dominância de poucas espécies, uma indicação de provável problema ambiental, pois a ausência de espécies sensíveis à poluição é um critério importante, uma vez que são as primeiras a desaparecerem com o aumento da antropização (ARAÚJO, 1998). A região da Baía de Paranaguá, através destas análises gráficas parece apresentar um desequilíbrio ambiental maior do que o observado na outra baía. Na Baía das Laranjeiras, essas análises gráficas apresentaram resultados um pouco distintos entre as planícies amostradas.

Vários fatores devem ser considerados na interpretação da influência do estresse ambiental sobre as comunidades de peixes, tais como: o tempo e a intensidade desses distúrbios, bem como a dinâmica sazonal das diferentes espécies ícticas nas regiões amostradas, pois existe uma função direta entre o estágio, a sua dinâmica sazonal e o ciclo de vida das espécies (ZAJAC & WHITLATCH, 1982; WHITLATCH & ZAJAC, 1985). Isto é de suma importância para a avaliação dos resultados observados no presente trabalho, tendo em vista que a sazonalidade não foi considerada no planejamento amostral.

Os métodos gráficos parecem indicar um certo desequilíbrio na estrutura da ictiofauna local. Como o estudo da ictiofauna das planícies das duas baías está inserido em um projeto interdisciplinar (Biodiversidade e Qualidade Ambiental), uma melhor avaliação das tendências constatadas poderá ser feita quando estiverem disponíveis os resultados de fitoplâncton, zooplâncton, bentos, hidroquímica (incluindo contaminantes) e biomarcadores amostrados simultaneamente aos peixes. Este conjunto de parâmetros permitirá uma melhor avaliação da saúde ambiental e dos diferentes compartimentos da biota local.

8. Conclusão

Os resultados indicam alterações nos padrões normais da ictiofauna em planícies de maré com óleo. A desestruturação das assembléias de peixes nesses locais atingiu uma configuração de áreas fortemente poluídas. Em função da permanência de parte do óleo nas marismas e manguezais, e da possibilidade de novos efeitos crônicos ocorrerem, o monitoramento torna-se indispensável para uma avaliação mais completa dos danos ambientais causados pelo acidente com o navio Vicuña.

8. Referências bibliográficas

- AGUIRO, T. & CARAMACHI, E. P.** (1995). Ichthyofauna composition of three coastal lagoons in the north of the State of Rio de Janeiro (Brazil). **Arquivo de Biologia e Tecnologia**, 38 (4): 1181-1189.
- AKIN, S., K. O. WINEMILLER & F. P. GELWICK**, (2003). **Seasonal and spatial variations in fish and macrocrustacean assemblage structure in Mad Island Marsh estuary, Texas**. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57(1): 269-282.
- ARAUJO, F. G. & COSTA, M. R.** (2001). **Recrutamento de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Pisces: Scianidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil**. Comunicação do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS, Série Zoologia, 14 (1): 61-72.
- ARAUJO, F. G.** (1998). **Uso da taxocenose de peixes como indicadores de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil**. Brazilian Journal of Biology and Technology, 41 (3): 370-378.
- BAIN, M. B.; HARIG, A. L.; LOUCKS, D. P.; GOFORTH, R. R. & MILLS, K. E.** (2000). **Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation**. Environmental Science and Policy, 3: 89 – 98.
- BARRY, J. P.; YOKLAVICH, M. M.; CAILLIET, G. M.; AMBROSE, D. A. & ANTRIM, B. S.** (1996) **Trophic ecology of the dominant fishes in Elkhorn Slough, California, 1974-1980**. Estuaries, [S.l.], v. 19, p. 115-118.
- BLABER, S. J. M. & T. G. BLABER**, (1980). **Factors affecting the distribution of juvenile and inshore fish**. **Journal of Fish Biology**, 17: 143-162.
- BLABER, S. J. M.** 2000. **Tropical Estuarine Fishes, ecology, exploitation and conservation**. Fish and aquatic resource series 7. Blackwell Science. 372 p.
- BRANDINI, N.** (2000). **Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR)**. Curitiba- PR. 85 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental- Departamento de Geologia), Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná.
- BRUNS, R.** **Desastre sem precedentes**. In O Eco, 17/11/2004.
- CABRAL, H. N.; COSTA, M. J. & SALGADO, J. P.** (2001). **Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes?** Climate Research, 18: 119-126.
- CARVER, R. E.** 1971. Procedures in sedimentary petrology. New York: Wiley-Interscience. P. 427-452.

CANETTI, R. **Multa por vazamento de óleo é de R\$ 1 milhão por dia.** In O Globo, O País, p. 14, 19/11/2004.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. (1994). **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.**: Plymouth Marine Laboratory. 859 p.

CLARKE, K. R. (1990). **Comparison of dominance curves.** Journal of Experimental Marine and Biology Ecology, 138: 143-157.

CYRUS, D. P. & BLABER, S. J. M. (1992) **Turbidity and salinity in a tropical Northern Australian estuary and their influence on fish distribution.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, [S.l.], v. 35, p. 545–563.

DAY, J. W., C. A. S. HALL, W. M. KEMP & A. YAÑEZ-ARANCIBIA. (1989). **Estuarine Ecology**, Wiley, New York, p 558.

DEEGAN, L. A.; FINN, J. T.; AYVAZIAN, S. G.; RYDER-KIEER, C. A. & BUONACCORSI, J. (1997). **Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index.** Estuaries, 20: 601–617.

DENNISON, W. C.; ORTH, R. J.; MOORE, K. A.; STEVENSON, J. C.; CARTER, V.; KOLLAR, S.; BERGSTROM, P. W. & BATIUK, R. A. (1993). **Assessing water quality with submerged aquatic vegetation.** BioScience 43: 86–94.

ELLIOTT, M. & MCLUSKY, D. S. (2002) **The need for definitions in understanding estuaries.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, London, v. 55, p. 815-827.

ELLIOTT, M., GRIFFITHS, A. H. & TAYLOR, C. J. L. (1988). **The role of fish studies in estuarine pollution assessment.** Journal of Fish Biology, 33(A): 51-61.

EUSTÁQUIO, O., CAMPOS, M., KÖNIG, M. E ANÍBAL, F. **A maldição do navio Vicuña no Paraná.** In Gazeta do Povo, 27/12/2014.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R. & ANGERMEIR, P. L. (1990). **Fish communities as indicators of environmental degradation.** In Biological Indicators of Stress in Fish (Marshall Adams, S., ed.) . Bethesda, MD: American Fisheries Society., p. 123 –144.

FUZETTI, L. (2007) **A Pesca na Ilha Do Mel (Paraná-Brasil): pescadores, atividades e recursos pesqueiros.** Dissertação de Mestrado. Zoologia – UFPR.

GORDON, J. D. M; MERRETT, N. R. & HAENDRICH, R. L. (1995) **Environmental and biological aspects of slope dwelling fishes of the north Atlantic.** In: Hopper A. G. (Ed.). Deep water fisheries of the North Atlantic Oceanic Slope: Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M. & KREMLING, K. (1983). **Methods of Seawater Analysis**, 2. ed., Verlag Chemie: Weinheim.

GREENWOOD, M. F. D. & HILL, A. S. (2003) **Temporal, spatial and tidal influences on benthic and demersal fish abundance in the Forth Estuary**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, London, v. 58, p. 211-225.

GUIDETTI, G. F.; FRASCHETTI, A. T. & BOERO, F. (2002). **Coastal fish indicate human-induced change in littoral**. Marine Environmental Research, 53:77-94.

HYNDES, G. A., POTTER, I. C., PLATELL, M. E. & LENANTON, R. C. J. (1999) **Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes?** Marine Biology., New York, v. 134, p. 335–352.

JAUREGUIZAR, A. J., R. MENNI, R. GUERRERO & C. LASTA, (2004). **Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary**. Fisheries Research, 66: 195-211.

JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R.; BREMEC, C.; MIANZAN, H. & LASTA, C. (2003) **Fish assemblage and environmental patterns in the Río de La Plata estuary**. Estuarine, Coastal and Shelf Science., London, v. 56, p. 921–933.

JOHNSON, R. A. & WICHERN, D. W. (1992). **Applied multivariate statistical analysis**: Pent. Hall. 642 p.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. (1986). **Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale**. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5: 1 – 28.

KENNISH, M. J. (1986). **Ecology of estuaries, volume II biological aspects**, CRC Press. 391 p.

KOLL, H. E. & MACHADO, E. C. (2002). **Avaliação dos impactos decorrentes da construção de um píer pela Fospar-Fertilizantes Fosfatados do Paraná S. A.** 184 p.

KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. (2001) **Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary**. Journal of Fish Biology, [S.l.], v. 58, p. 1383-1403.

LAGLER, K. F.; BARDACH, J. E.; MILLER, R. R.; PASSINO, D. R. M. (1977) **Ichthyology**. John Wiley & Sons, Inc., New York, 2nd 505 p.

LANA, P. C.; BIANCHINI, A.; RIBEIRO, C.; NIENCHESKI, L. F. H.; FILLMANN, G. & SANTOS, C. S. G. (2006). **Avaliação ambiental de Estuários Brasileiros: aspectos Metodológicos**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 155 p.

LOBRY, J.; MOURAND, L.; ROCHARD, E. & ELIE, P. (2003) **Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective**. Aquatic Living Resources, [S.l.], v. 16, p. 47–58.

LONERAGAN, N. R.; POTTER, I. C. & LENANTON, R. C. J. (1989) **Influence of site, season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of a temperate Australian estuary**. Marine Biology, [S.l.], v. 103, p. 575-586.

LONERAGAN, N. R.; POTTER, I. C.; LENANTON, R. C. J. & CAPUTI, N. (1987) **Influence of environmental variables on the fish fauna of the deeper waters of a large Australian estuary**. Marine Biology, [S.l.], v. 94, p. 631-641.

MACPHERSON, E. & ROEL, B. A. (1987) **Trophic relationships in the demersal fish community off Namibia**. In: PAYNE AIL, GOULARD A., BRINK K. H. (eds). The Bengala and comparable ecosystems. South African Journal of Marine Science, South Africa, v. 5, p. 585–596.

MAES, J.; VAN DAMME, P. A.; TAILLIEU, A. & OLLIVIER, F. (1998). **Fish communities along an oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde Estuary, Belgium)**. Journal of Fish Biology, [S.l.], v. 52, p. 534-546.

MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. (1998). **Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, London, v. 46, p. 175–184.

MENG, L.; ORPHANIDES, C. D. & POWELL, J. C. (2002). **Use of a fish index to assess habitat quality in Narragansett Bay, Rhode Island**. Transaction of the American Fisheries Society, 131: 731-742.

MIRANDA, R. B. (2004). **Dinâmicas de apropriação e saberes comunais dos manguezais e de seus recursos bênticos de interesse econômico no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, Paraná**. Curitiba- PR. 465 p. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento - NIMAD), da Universidade Federal do Paraná.

MORRISON, M. G. 1986. **Bird populations as indicators of environmental change**. Current Ornithology 3: 429 – 451.

MOYLE, P. B. & CECH JR, J. J. **Fishes: an introduction to ichthyology**. Englewood Cliffs, New Jersey, USA, Prentice-Hall, Inc., 1982. 593 p.

NOERNBERG, M.A., LAUTERT, L.F.C., ARAÚJO, A.D., MARONE, E., ANGELOTTI, R., NETTO JR., J.P.B. & KRUG, L.A. (2004). **Remote Sensing and GIS Integration for Modelling the Paranaguá Estuarine Complex – Brazil**. Journal of Coastal Research, 39 (SI), 1627–1631.

PETERSON, M. S. & ROSS, S. T. (1991). **Dynamics of littoral fishes and decapods along coastal river-estuarine gradient**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 33, p. 467–483

POTTER, I. C.; CLARIDGE, P. N.; CLARKE, K. R. & HYNDES, G. A. (1998). **Fish fauna of the Severn estuary**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, [S.l.], v. 258, p. 15–37.

SCHAEFFER, D. W.; ETTINGER, W. H.; TUCKER, W. J. & KERSTER, H. W.. (1985). **Evaluation of a community-based index using benthic-indicator organisms for classifying stream quality**. Journal of Water Pollution Control Federation 57: 167 – 171.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1995). **Biometry**: W. H. FREEMAN AND COMPANY. 859 p.

SOTO-GALERA, E.; DIAZ-PARDO, E.; LOPEZ-LOPEZ, E. & LYONS, J. (1998). **Fish as indicators of environmental quality in the Rio Lerma Basin, Mexico**. Aquatic Ecosystem Health and Management, 1: 267-276.

VICENTE, M. X. & LESSA, F. **“Efeito Vicuña” ainda afeta Paranaguá**, In Gazeta do Povo, 14/11/2008.

WARD, T.; BUTLER, E. & HILL, B.. (1998). **Environmental Indicators for National State of the Environment Reporting — Estuaries and the Sea**. Canberra: Department of the Environment.

WHITFIELD, A. K. & ELLIOT, M. (2002). **Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future**. Journal Fish Biology: 60 (A) :1 – 22.

WHITFIELD, A. K. (1996). **Fishes and the environmental status of South African estuaries**. Fisheries Management and Ecology, 3: 45 – 57.

WHITLATCH, R. B. & ZAJAC, R. N. (1985). **A hierarchical approach to modeling soft-bottom successional dynamics**. Proceedings of the 19th European Marine Biology Symposium, P.E.Gibbs (Ed), Cambridge University Press, Cambridge. 265-276 p.

ZAJAC, R.N., & WHITLATCH, R.B.(1982). **Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization**. Marine Ecology Progress Series, 10: 1-14.